

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANA

AMANDA DE MATOS SILVA

**EFEITOS TÓXICOS DE AMÔNIA, NITRITO E NITRATO EM
PALEMONÍDEOS: REVISÃO BIBLIOGRÁFICA**

PALOTINA

2018

AMANDA DE MATOS SILVA

**EFEITOS TÓXICOS DE AMÔNIA, NITRITO E NITRATO EM
PALEMONÍDEOS: REVISÃO BIBLIOGRÁFICA**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao curso de Ciência Biológicas como requisito parcial para obtenção do título de Bacharelado em Ciência Biológicas, Universidade Federal do Paraná – Setor Palotina.

Orientador: Prof. Dr. Eduardo Luis Cupertino Ballester

Coorientador: Dr. Fabrício Martins Dutra

PALOTINA

2018

Dedico este trabalho a toda a minha família, eles que mesmos distantes me apoiaram e me deram forças para ter persistência durante o caminho do meu aprendizado.

AGRADECIMENTOS

Aos meus amados pais Mário Órfão da Silva e Ana Maria C. Matos Silva e a minha avó Maria de Lourdes Furquim M., minha segunda mãe pela motivação, por servirem de exemplo de humildade e dedicação, que me ergueram nos momentos difíceis sem medir qualquer esforço para me ajudar a alcançar meus objetivos, assim como a minha querida irmã Aline G. Matos Silva, que dedicou parte de sua vida e tempo cuidando de mim, meu irmão Lucas Marques da Silva que teve o peso de ser o árbitro em tantos momentos difíceis de nossas vidas. Ao meu namorado e parceiro Lucas Toshiyuki Chimura por dividir sua vida comigo, por me apoiar em incontáveis momentos e pelo apoio e amor incondicional, mas principalmente pela paciência.

Aos meus amigos e colegas, que me ajudaram tanto nas tarefas de laboratório quanto fora do ambiente acadêmico, especialmente Célia S. Vendrame e Victor Vendrame.

Ao meu orientador Eduardo L. C. Ballester e coorientador Fabrício M. Dutra, pela cobrança, incentivo e credibilidade em meu potencial no percurso do trabalho.

A banca examinadora deste trabalho por aceitarem o convite para a avaliação.

*"Always keep your eyes open. Keep watching.
Because whatever you see can inspire
you." (Grace Coddington)*

*"What you get by achieving your goals is not as
important as what you become by achieving
your goals." (Henry David Thoreau)*

*"I may not be the man I want to be; I may not
be the man I ought to be; I may not be the
man I could be; I may not be the man I truly
can be; but praise God, I'm not the man I once
was." (Martin Luther King Jr.)*

RESUMO

A carcinicultura é um dos setores da aquicultura com crescente desenvolvimento em nível mundial. Uma vez que o consumo de camarões provenientes da produção intensiva vem aumentando, há necessidades de desenvolvimento e domínio de técnicas na criação, o que incrementa na tentativa de diversificação da produção brasileira de camarões e diminuição dos riscos ambientais causados na carcinicultura, como a geração de compostos nitrogenados nestes sistemas de produção. Estes compostos que ocorrem naturalmente no meio aquático podem provocar mortalidade ou afetar o crescimento dos organismos. As formas mais comuns nos sistemas de produção são a amônia, nitrito e nitrato. Amônia é produto final do catabolismo proteico de organismos aquáticos, podendo apresentar forma mais quimicamente tóxica, a amônia não-ionizada, que possui a capacidade de difusão por membrana celular. O nitrito é um composto intermediário na nitrificação bacteriana da amônia a nitrato ou ainda produto da desnitrificação do nitrato, este é altamente tóxico, de acordo com sua concentração caso esteja presente em estágio de desenvolvimento larval, pode causar mortalidade em toda a larvicultura do sistema de produção. O nitrato por sua vez, por ser um produto final da nitrificação acumula-se em altas quantidades e concentrações principalmente em sistemas de produção fechado, também apresentando efeitos letais ou subletais aos organismos além de atuar sinergicamente aos outros compostos nitrogenados. O conhecimento dos limites de tolerância em relação a qualidade da água e compostos nitrogenados expresso neste trabalho são referentes a diversas espécies de palemonídeos. Os resultados segundo os artigos são semelhantes, onde pode-se avaliar que os efeitos negativos da amônia, nitrito e nitrato, estão ligados a danos na diminuição do metabolismo, retardo no crescimento, dificuldade na muda, desequilíbrio da osmorregulação, desequilíbrio iônico, dano no epitélio branquial que provoca comprometimento do metabolismo respiratório, diminuição do processo de excreção, redução da imunidade inata e finalmente um aumento significativo da mortalidade.

Palavras-chave: Aquicultura; Carcinicultura; Compostos nitrogenados.

ABSTRACT

Prawn farming is one of the growing sectors in aquaculture worldwide. Since the consumption of prawns from intensive production is increasing, there is a need for development and mastery of breeding techniques, which increases in the attempt to diversify the production of brazilian prawn and reduce the environmental risks caused by prawn farming, such as the generation of nitrogen compounds in these production systems. These compounds occur naturally in the water and can cause mortality or effect the growth of aquatic organisms. The most common forms in culture systems are ammonia, nitrite and nitrate. Ammonia is the natural product of the protein catabolism of aquatic organisms, and may present a more chemically toxic form, the non-ionized ammonia, which has the ability to diffuse by cell membrane. Nitrite is an intermediate compound in the bacterial nitrification of ammonia to nitrate or nitrite denitrification product, this is highly toxic, according to its concentration if present at larval stage of development, can cause mortality throughout the production system. Nitrate, being an end product of nitrification accumulates in high amounts and concentrations mainly in closed systems, also presenting lethal or sublethal effects to organisms besides acting synergistically to the other nitrogen compounds. The knowledge of the limits of tolerance in relation to the water quality and nitrogen compounds expressed in this work refer to several species of palaemonid. The results according to the articles are similar, where it can be evaluated that the negative effects of ammonia, nitrite and nitrate, are related to damage in the decrease of metabolism, growth delay, moulting difficulty, imbalance in the osmoregulation, ionic imbalance, damage to gill epithelium which causes impairment of respiratory metabolism, decreased excretion process, reduced innate immunity and finally a significant increase in mortality.

Keywords: Aquiculture, Prawn-farming, Nitrogen Compounds.

SUMÁRIO

SUMÁRIO	8
1. INTRODUÇÃO	8
1.1 Importância dos compostos nitrogenados em ambientes aquáticos.....	8
1.2. Carcinicultura de água doce: desafio da intensificação.....	9
2. LEVANTAMENTO DE EFEITOS DE COMPOSTOS NITROGENADOS SOBRE PALEMONÍDEOS	10
2.1. Toxicidade Aguda Amônia	11
2.2. Toxicidade aguda Nitrito.....	16
2.3. Toxicidade aguda Nitrato.....	19
3. EFEITO COMBINADO DE COMPOSTOS NITROGENADOS.....	20
4. ESTUDOS SOBRE ALTERAÇÕES MORFOFISIOLÓGICAS.....	21
5. DANOS IMUNOLÓGICOS	26
6. OSMORREGULAÇÃO	28
7. CONSIDERAÇÕES FINAIS	30
REFERÊNCIAS.....	31

1. INTRODUÇÃO

1.1. Importância dos compostos nitrogenados em ambientes aquáticos

Os compostos nitrogenados apresentam grande importância em ambiente aquático (Schryver, *et al.* 2008). Sua principal ação sobre os organismos aquáticos ocorre nos processos metabólicos e na formação de proteínas, por ser componente básico da biomassa (Thurston, 1980). Quando em quantidades diminutas nos ecossistemas aquáticos, atuam como fator limitante para a produção primária (Enrich-Prast, 1998). O nitrogênio está presente como nitrato (NO_3^-), nitrito (NO_2^-), amônia (NH_3), amônio (NH_4^+), óxido nitroso (N_2O), nitrogênio molecular (N_2) e nitrogênio orgânico dissolvido (uréia, peptídeos, purinas, aminas, aminoácidos etc.) (Arana, 2010). As principais fontes destes compostos são: a chuva, material orgânico e inorgânico de origem alóctone e autóctone e a fixação de nitrogênio molecular dentro do próprio ambiente (EPA, 1975; Fig. 1).

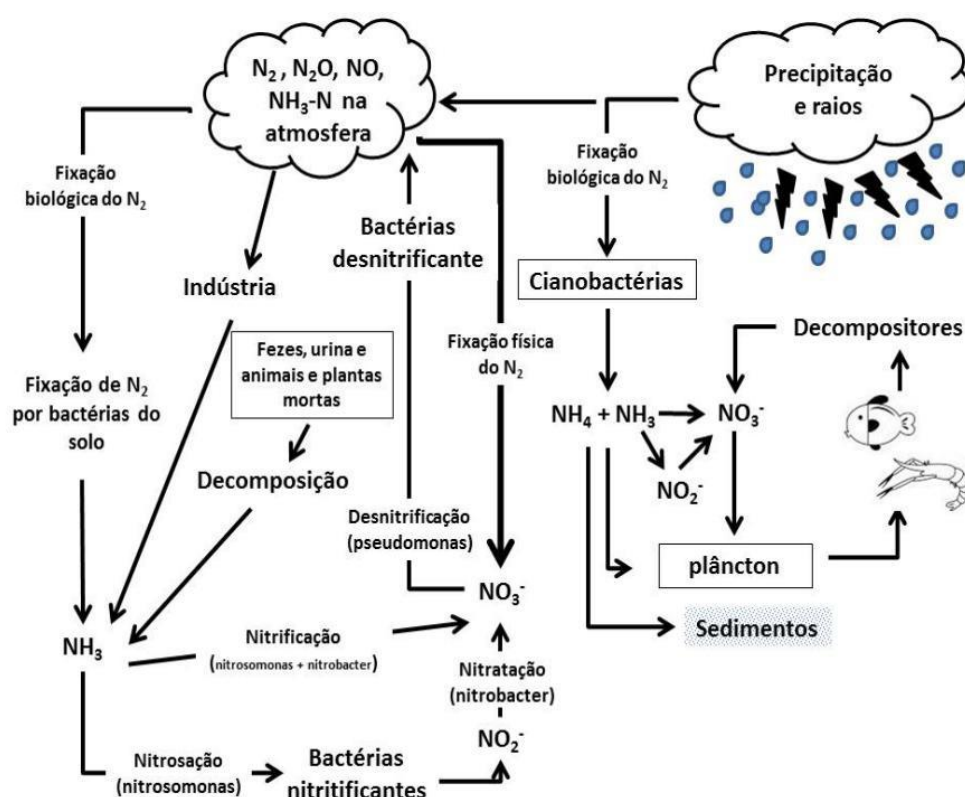


FIGURA 1 - Diagrama do ciclo e fonte de nitrogênio (Dutra *et al.*, 2016).

O nitrogênio amoniacal (amônia) apresenta-se como uma substância tóxica, porém não acumulativa ou persistente, em concentrações baixas não causa efeito

negativo ou dano fisiológico a animais (Rand e Petrocelli, 1985). O nitrito (forma química do nitrogênio), é normalmente encontrado em pequenas quantidades nas águas superficiais, atuando de maneira instável na presença do oxigênio. Sua presença indica processos biológicos ativos, influenciados por poluição orgânica (Grosel e Jensen, 1999). O nitrato é a principal forma de nitrogênio encontrada nas águas e, quando em elevadas concentrações pode conduzir a um processo de produção primária exagerada, denominada de eutrofização (Kinne, 1976).

1.2. Carcinicultura de água doce: desafio da intensificação

Dentro das atividades de aquicultura a produção de camarões está entre as mais lucrativas (FAO, 2018), No caso específico de camarões de água doce (CAD), a produção mundial atualmente é de aproximadamente 500 toneladas e, apesar de a produção ser normalmente realizada em sistemas menos intensivos, existem preocupações que devem ser consideradas em relação à intensificação destes sistemas de produção, os prováveis efeitos com a qualidade de água e sobre os organismos produzidos (FAO 2018). Observando o panorama atual da carcinicultura, em virtude do seu crescimento, avanço tecnológico e do aumento da demanda por proteína animal devido ao aumento populacional humano, concomitante com a exigência mundial por uma atividade sustentável, essa atividade da aquicultura passará por desafios de adequação (FAO, 2018). Desta forma, é importante conhecer o comportamento dos crustáceos frente aos diferentes compostos nitrogenados aos quais estarão expostos em sistemas de produção.

Em alguns casos estes desafios estão sendo superados com a intensificação das operações de produção em ambientes menores e mais controlados, reduzindo possibilidade de fuga de espécimes e a emissão de efluentes (Paez-Osuna, 2001). No entanto, a produção de biomassas maiores (intensificação de organismos), desde que dentro dos limites máximos de densidade de estocagem suportados pelos organismos e pelo ambiente circundante, pode promover um efeito inseparável, que é o rápido acúmulo de resíduos alimentares, compostos nitrogenados tóxicos e matéria orgânica (Allan e Maguire, 1990). O acúmulo de substâncias tóxicas inorgânicas, como amônia e nitrito é um dos principais

problemas de qualidade da água em sistemas aquícolas intensivos (Armstrong, 1978).

Obviamente, para operar um sistema intensivo e/ou superintensivo, métodos eficazes para reciclar os nutrientes devem ser aplicados (Valenti e Tidwell, 2006). Tais métodos incluem sistemas de recirculação – *Recirculating Aquaculture Systems* (RAS) com baixa renovação de água, aproveitando os efluentes após decantação e oxidação biológica da matéria orgânica (Martins *et al.*, 2010); sistemas de produção sem renovação de água – *Zero Water Exchange Systems* (Decamp *et al.*, 2003; Ebeling *et al.*, 2006); sistemas com filtração biológica com algas, plantas aquáticas e bactérias (Armstrong e Corpron, 1983) e filtros mecânicos (Timmons *et al.* 2002) e sistemas de Bioflocos ou *Biofloc Technology System* (BFT) (Crab *et al.*, 2007).

No entanto, a maioria dos problemas de qualidade de água que são experimentados nos sistemas acima citados está associado a altas concentrações de compostos nitrogenados (Sanni e Forsberg, 1996). O nitrato é a principal forma de nitrogênio encontrada nos sistemas fechados, em concentrações baixas não é tóxico, mas como sistemas de recirculação e bioflocos não removem os compostos nitrogenados da água, o nitrato se acumula ao final do processo, podendo atingir níveis tóxicos aos organismos aquáticos, limitando o período de reutilização da água (Valenti e Mallasen, 2002; Kuhn *et al.* 2010).

2. LEVANTAMENTO DE EFEITOS DE COMPOSTOS NITROGENADOS SOBRE PALEMONÍDEOS

Diversos trabalhos foram realizados com objetivo de determinar os efeitos dos compostos nitrogenados sobre palemonídeos em diferentes estágios ontogenéticos (estágio de vida). Entre estes estudos podemos destacar os testes de toxicidade aguda nos quais são determinadas as concentrações letais mediana (CL50) e os níveis de segurança. Estes estudos são comumente aplicados na produção de organismos aquático, por que dão de forma segura aporte sobre os compostos presente na água (Alonso *et al.*, 2006). Além destes estudos, também existem trabalhos que determinaram o efeito crônico e combinado dos compostos nitrogenados sobre os camarões. Dentro destes estudos, alguns pesquisadores conseguiram determinar efeitos fisiológicos e danos causados às células e tecidos

com consequente comprometimento das funções dos animais (Alab *et al.*, 2017; Dutra, *et al.*, 2017; Brazão, 2018). Considerando a relevância dos compostos nitrogenados efetuou-se um levantamento dos principais estudos.

2.1. Toxicidade Aguda Amônia

A forma química mais tóxica da amônia é a amônia não-ionizada, devido a sua capacidade de difusão pelas membranas celulares (Fromm & Gillette, 1968; Fig. 2) e, também pelo fato do efeito da amônia ionizada ser considerado menos pronunciado (Yu & Hirayama 1986).

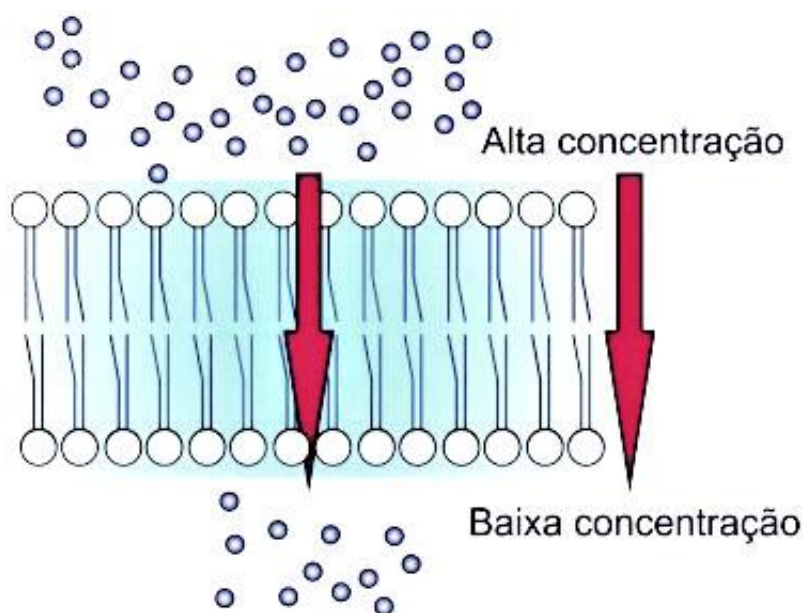


FIGURA 2 - Esquema de difusão de membrana celular (Natal, 2018).

Os efeitos tóxicos mais predominantes a um nível elevado de amônia não-ionizada estão ligados ao metabolismo e diminuição da imunidade inata dos camarões, resultando em uma série de disfunções fisiológicas tais como: desequilíbrio iônico, retardo no crescimento, dificuldade na muda, distúrbio nervoso, comprometimento do metabolismo respiratório e finalmente, um aumento significativo da mortalidade (Alcaraz *et al.* 1999; Meinelt *et al.* 2010). Segundo Armstrong (1978), uma consequência tóxica, em função das altas concentrações de amônia encontradas em larvas de camarão de água doce, é a inibição da entrada de sódio na célula.

Entendendo os níveis de tolerância à amônia para camarões de água doce, os sistemas de produção podem ser melhorados para otimizar a sobrevivência. Com informações de estudos para CL₅₀, os valores obtidos para diversos estágios de vida a vários níveis de exposição de amônia, é possível um acréscimo na eficiência em realizações de controle da qualidade de água.

Testes de toxicidade aguda representam um método padrão para quantificar e comparar a relação entre poluentes tóxicos e organismos. Nestes testes procuram-se determinar o nível em que um composto tóxico provoca mortalidade no organismo, tendo com base um determinado período de tempo. O resultado é comumente expresso por meio da chamada CL₅₀ onde determina-se a mortalidade de 50% dos animais (Hodson, 2004). Além de fornecer dados comparativos para outras espécies ou compostos, estes valores são extremamente úteis quando se analisa a relação entre o composto tóxico e outras variáveis bióticas ou abióticas (Chen e Lei, 1990; Chen *et al.*, 1990).

O valor de CL₅₀ pode ser uma medida útil para testes de toxicidade, mas não representa concentrações seguras ou inofensivas em ambientes aquáticos sujeitos a poluição (Chang *et al.*, 2006). Concentração de agentes tóxicos que não demonstrem toxicidade aguda podem ser fatais sob condições de exposição contínuas (Victor *et al.*, 1990). Assim, testes agudos podem representar apenas uma pequena fração do potencial tóxico do composto testado. Por outro lado, o valor de CL₅₀ obtido em testes de toxicidade de curta duração, geram resultados seguros da concentração tóxica, podendo nortear outros testes de médio e longo prazo (APHA, 1989). Devido ao grau de toxidez dos compostos nitrogenados apresentarem variações específicas relevantes, o estudo dos efeitos tóxicos desta substância para os diferentes organismos é de extrema importância (Thompson *et al.*, 2002).

Embora poucos estudos tenham investigado a influência direta do pH na toxicidade da amônia para Palemonídeos, os resultados demonstram que com o incremento do pH a toxicidade da amônia também aumenta. Isso ocorre devido a forma do NH₃ ser predominante nestas condições (Armstrong *et al.*, 1978). No entanto, apesar da salinidade, pH e temperatura ter um efeito menor no equilíbrio entre NH₄⁺ e NH₃, eles podem afetar diretamente a toxicidade da amônia.

Os valores na tabela de CL₅₀ para amônia total foram listados conforme

espécie e seu estágio de vida exposto a diversas concentrações de amônia por tempo de exposição (Tabela 1).

Tabela 1. Valores de CL₅₀ para amônia total encontrado para diferentes espécies do gênero *Macrobrachium* de interesse produtivo.

Espécie	Estágio de Vida	CL ₅₀ (mg/L)	Nível de Segurança (mg/L)	Tempo (horas)	Referência
<i>Macrobrachium carcinus</i>	Zoea II	0,83	0,08	96	Correia <i>et al.</i> (2015)
<i>Macrobrachium carcinus</i>	Zoea V	13,84	1,38	96	Correia <i>et al.</i> (2015)
<i>Macrobrachium carcinus</i>	Zoea VIII	15,03	1,50	96	Correia <i>et al.</i> (2015)
<i>Macrobrachium tenellum</i>	Zoea	6,0	0,60	24	Figueroa-Lucero <i>et al.</i> (2012)
<i>Macrobrachium tenellum</i>	Zoea	13,07	1,30	72	Figueroa-Lucero <i>et al.</i> (2012)
<i>Macrobrachium rosenbergii</i>	Larva	12,65	1,26	144	Armstrong <i>et al.</i> (1978)
<i>Macrobrachium rosenbergii</i>	Larva	1,04	0,10	96	Valenti (2002)
<i>Macrobrachium rosenbergii</i>	Larva	8,0	0,80	96	Valenti (2002)
<i>Macrobrachium amazonicum</i>	Pós-larva	21,14	2,11	96	Dutra <i>et al.</i> (2017)
<i>Macrobrachium nipponense</i>	Pós-larva	36,6	3,66	96	Wang <i>et al.</i> (2003)
<i>Macrobrachium rosenbergii</i>	Pós-larva	2,18	0,21	72	Straus <i>et al.</i> (2002)
<i>Macrobrachium rosenbergii</i>	Pós-larva	1,45	0,14	72	Straus <i>et al.</i> (2002)
<i>Macrobrachium amazonicum</i>	Juvenil	29,85	2,98	96	Brazão (2018)
<i>Macrobrachium amazonicum</i>	Juvenil	21,65	2,16	96	Dutra <i>et al.</i> (2017)
<i>Macrobrachium nipponense</i>	Juvenil	13,3	1,33	96	Wang <i>et al.</i> (2004)
<i>Macrobrachium rosenbergii</i>	Juvenil	2,02	0,20	72	Straus <i>et al.</i> (2002)
<i>Macrobrachium rosenbergii</i>	Juvenil	0,54	0,05	72	Straus <i>et al.</i> (2002)
<i>Macrobrachium amazonicum</i>	Adulto	36,59	3,66	96	Dutra <i>et al.</i> (2017)

O desempenho das larvas de *M. tenellum* para tolerância de amônia total segundo Figueroa-Lucero *et al.* (2012), apresentou CL₅₀-24 h de 6,0 mg/L, CL₅₀-72 h de 13,07 mg/L. A pequena diferença dentro do estudo da mesma espécie pode ser explicada devido à diferença da concentração de amônia tóxica associada ao pH

7,79 e salinidade 20 gr/L por período de exposição. Uma vez que salinidade exerce um importante efeito na concentração interna de amônia, pesquisas mostraram que o sódio tem uma afinidade menor do que NH_4 para a enzima responsável pelo transporte ativo para o meio intracelular. Aparentemente, os valores de K (potássio) para o transporte de Na^+ são dez vezes maiores em espécies marinhas do que em espécies de água doce (Shaw, 1960). No estudo de Barbieri (2010), observou-se que juvenis de *Litopenaeus schmitti* experimentaram um aumento na suscetibilidade a amônia-TAN (amônia total) em até 69% devido a diminuição da salinidade de 35 gr/L para 5 gr/L durante 96 horas de exposição.

Outra espécie para a qual foi demonstrada diferença nos testes de tolerância de amônia total para larvas é *M. rosenbergii*. Armstrong *et al.* (1978) apontaram o valor da $\text{CL}_{50-144 \text{ h}}$ de 12,65 mg/L, enquanto Valenti (2002), obteve $\text{CL}_{50-96 \text{ h}}$ de 8 mg/L. Esta diferença é devida, provavelmente, à diferença na temperatura e pH em que as pesquisas foram feitas. Armstrong *et al.* (1978) realizaram os testes em temperatura 28°C e pH 8,3, enquanto Valenti (2002) realizou em temperatura de 30°C e pH 9,0. Segundo Arana (2010) a toxicidade de amônia aumenta com a elevação da temperatura e do pH, debilitando os camarões em concentrações mais tóxicas de amônia, o que confirma os resultados acima citados. Correia *et al.* (2015) obtiveram valores diferentes de $\text{CL}_{50-96 \text{ h}}$ de 0,834 mg/L, 13,84 mg/L e 15,03 mg/L para as larvas Zoea II, Zoeae V e Zoeae VIII de *M. carcinus* em mesmas condições experimentais. Esta variação pode ser interpretada devido as condições zootécnicas prévias das larvas, assim como estágios diferentes de vida, estas sendo aptas a reagir de maneira diferente ao experimento.

Ao comparar o desempenho das larvas de *Macrobrachium* submetidos à amônia total, a espécie *M. carcinus*, apresentou $\text{CL}_{50-96 \text{ h}}$ de 0,8 mg/L (Correia *et al.* 2015), enquanto a espécie *M. rosenbergii* apresentou $\text{CL}_{50-96 \text{ h}}$ entre 0,8 mg/L (Valenti, 2002), a 12,65 mg/L para $\text{CL}_{50-144 \text{ h}}$ (Armstrong *et al.*, 1978). Para *M. tenellum* a $\text{CL}_{50-24 \text{ h}}$ a $\text{CL}_{50-96 \text{ h}}$ foi entre 0,6 mg/L a 12,66 mg/L (Figuerola-Lucero *et al.*, 2012). Desta forma, os resultados dos estudos de tolerância para amônia total compilados neste artigo demonstram que, larvas da espécie *M. carcinus*, possuem a menor resistência, por sua vez *M. rosenbergii* encontra-se com mediana tolerância,

enquanto *M. tenellum* exibe uma tolerância maior dentre as espécies do gênero *Macrobrachium* de interesse para produção.

Pode-se apontar diferenças nos valores de CL₅₀ para compostos nitrogenados nos estudos de tolerância para amônia total realizados com pós-larvas, onde Straus *et al.*, (2002) apresentam o CL_{50-72 h} de 2,02 mg/L para *M. rosenbergii*. Dutra *et al.*, (2017) observaram CL_{50-96 h} em concentração de amônia total de 21,14 mg/L para *M. amazonicum* e Wang *et al.*, (2003) apresentaram o CL_{50-96 h} para amônia total de 36,6 mg/L para *M. nipponense*. As diferenças presentes nos resultados podem ser explicadas devido a variação no pH e temperaturas em que foram realizados os experimentos. Wang *et al.*, (2003) tiveram pH 8,0 em temperatura de 24°C, Dutra *et al.*, (2017) com pH 7,7 em temperatura 25,9°C, enquanto Straus *et al.*, (2002) apresentaram pH 8,5 e 9,0 em temperatura 29°C. Este resultado corrobora com Arana (2010) que afirmada que a toxicidade de amônia aumenta diretamente com o aumento da temperatura e do pH.

Outro exemplo onde os resultados apontam diferenças em seus níveis de amônia total é no estudo de Brazão (2018), onde a CL_{50-96 h} para juvenis de *M. amazonicum* foi de 29,8 mg/L, enquanto os dados encontrados em Dutra (2017), apontam CL_{50-96 h} para amônia total em 21,65 mg/L. Esta diferença pode ser explicada devido à divergência na temperatura média em que foram conduzidos, onde Brazão (2018), foi de 24°C, enquanto para Dutra *et al.* (2017), foi de 25°C. Quando comparamos os dados finais de juvenis para a tolerância de amônia total, podemos evidenciar que a espécie *M. rosenbergii* apresenta menor resistência na escala de tolerância a amônia total com valor de CL_{50-72 h} de 2,02 (Straus *et al.*, 2002), já *M. nipponense* encontra-se mediana, com valor de CL_{50-96 h} de 13,3 mg/L (Wang *et al.* 2004) e *M. amazonicum* apresentou maior tolerância dentre as espécies avaliadas com CL_{50-96 h} de 21,65 mg/L (Dutra *et al.*, 2017) e 29,85 mg/L (Brazão, 2018).

Segundo o estudo de Dutra *et al.* (2017), adultos da espécie *M. amazonicum* expressam CL_{50-96 h} com 36,59 mg/L para tolerância de amônia total, validando sua resistência maior dentre todos os estágios de vida avaliados neste artigo.

2.2. Toxicidade aguda Nitrito

O nitrito tem influência sobre diversas funções biológicas (Arana, 2010). Quando presente na água, o nitrito é imediatamente incorporado na hemolinfa de camarões através da absorção branquial, e se acumula nos tecidos (Chen e Chen, 1998). Nitrito pode vir a ser bastante tóxico, de acordo com a sua concentração no meio e do estágio de desenvolvimento em que se encontram os organismos produzidos (Thurston, 1980). Entre os principais efeitos tóxicos do nitrito destacam-se aqueles que tem uma relação direta sobre o transporte de oxigênio, oxidação de importantes compostos e danos aos tecidos (Paéz-Osuna e Frias-Espericueta, 2001). O nitrito atua sobre o transporte de oxigênio, no qual o nitrito se liga à hemocianina, ocupando o lugar do oxigênio, transformando-a em metahemocianina, a qual é incapaz de transferir oxigênio para os tecidos. Dessa forma, ocorre uma redução na quantidade de oxigênio disponível para o metabolismo (Tahon *et al.*, 1988), podendo ocorrer hipóxia e, conseqüentemente, morte dos organismos produzidos (Chen *et al.*, 1997).

Os valores na tabela de CL₅₀ para nitrito foram organizados conforme espécie e seu estágio de vida exposto a diferentes concentrações de nitrito por tempo de exposição (Tabela 2).

Tabela 2. Valores de CL₅₀ para nitrito encontrado para diferentes espécies do gênero *Macrobrachium* de interesse produtivo.

Espécie	Estágio de Vida	CL ₅₀ (mg/L)	Nível de Segurança (mg/L)	Tempo (horas)	Referência
<i>Macrobrachium carcinus</i>	Larva	3,28	0,32	96	Correia <i>et al</i> (2015)
<i>Macrobrachium nipponense</i>	Larva	46	0,46	24	Wang <i>et al.</i> (2004)
<i>Macrobrachium nipponense</i>	Larva	26	0,26	48	Wang <i>et al.</i> (2004)
<i>Macrobrachium nipponense</i>	Larva	13,3	1,33	96	Wang <i>et al.</i> (2004)
<i>Macrobrachium rosenbergii</i>	Larva	16	0,16	24	Valenti <i>et al</i> (2006)
<i>Macrobrachium rosenbergii</i>	Zoea IV	130,0	13	24	Armstrong <i>et al</i> (1978)
<i>Macrobrachium rosenbergii</i>	Zoea IV	8,6	0,86	96	Armstrong <i>et al</i> (1978)

<i>Macrobrachium rosenbergii</i>	Zoea IV	4,5	0,45	192	Armstrong <i>et al</i> (1978)
<i>Macrobrachium rosenbergii</i>	Zoea IV	2,0	0,2	24	Valenti <i>et al</i> (2002)
<i>Macrobrachium amazonicum</i>	Pós-larva	1,49	0,14	96	Dutra <i>et al</i> (2016)
<i>Macrobrachium amazonicum</i>	Juvenil	2,49	0,24	96	Brazão (2018)
<i>Macrobrachium amazonicum</i>	Juvenil	2,23	0,22	96	Dutra <i>et al</i> (2016)
<i>Macrobrachium malcolmsonii</i>	Juvenil	18,96	1,89	24	Chand e Sahoo (2006)
<i>Macrobrachium malcolmsonii</i>	Juvenil	3,14	0,31	96	Chand e Sahoo (2006)
<i>Macrobrachium rosenbergii</i>	Juvenil	8,49	0,84	96	Chen e Lee (1997)
<i>Macrobrachium rosenbergii</i>	Juvenil	12,87	1,28	96	Chen e Lee (1997)
<i>Macrobrachium malcolmsonii</i>	Adulto	3,14	0,31	96	Chand e Sahoo (2006)

Por meio de bioensaios estáticos, Armstrong *et al.* (1978) constataram que para a espécie *M. rosenbergii*, o CL₅₀-24, 96 e 192 h foram de 130,0 mg/L, 8,6 mg/L e 4,5 mg/L de nitrito, respectivamente. As mais altas concentrações de nitrito que não ocasionaram mortalidade foram de 9,7 mg/L e 1,4 mg/L para períodos de 24 e 192 horas, cabendo ainda, destacar que em baixas concentrações de nitrito (1,8 mg/L), efeitos sub-letais deste composto podem manifestar-se sob a forma de baixo crescimento, tal como foi evidenciado em um experimento nos quais larvas de 0,82 gr (peso seco), foram expostas a 1,8 mg/L de nitrito durante 8 dias, resultando em um peso final de 1,51 gr/larva, diferindo das larvas do controle (não expostas ao nitrito) que apresentaram um peso de 2,32 gr/larva. Por outro lado, estes pesquisadores constataram que as maiores mortalidades das larvas, submetidas a diferentes concentrações de nitrito, coincidiam com os processos de muda, já que muitas das larvas mortas analisadas tinham mudado o exoesqueleto parcial ou totalmente. Na discussão do trabalho eles mencionam, ainda, que este fato poderia estar relacionado à interferência que o nitrito exerce sobre o transporte de oxigênio, tendo em vista que o consumo de oxigênio por parte dos crustáceos é muito maior durante o processo de ecdise (Arana, 2010).

Um exemplo onde evidencia-se as diferenças nos resultados dos níveis da CL₅₀ para compostos nitrogenados, são no estudo de larvas de *M. carcinus*, onde a CL₅₀-96 h de nitrito foi de 0,32 mg/L (Correia *et al*, 2015), enquanto a CL₅₀-24 a 96 h

de *M. nipponense* foi 13,3 mg/L a 46 mg/L (Wang *et al.*, 2004), ao mesmo que os dados encontrados para *M. rosenbergii* apontam nitrito com CL₅₀-24 h variação de 2 mg/L (Valenti *et al.*, 2002), para (Armstrong *et al.*, 1978) o CL₅₀-24, 96 e 192 h em 130 mg/L, 8,6 mg/L e 4,5 mg/L, e (Valenti *et al.*, 2006) para CL₅₀-24 h de 16 mg/L. Estas diferenças entre as espécies podem ser explicadas devido à pequena diferença na temperatura média e pH em função do tempo, onde os experimentos foram conduzidos, Armstrong *et al.* (1978) ocorreram em temperatura 28°C e pH entre 7,8 a 8,0. Correia *et al.* (2015) realizaram em temperatura 28,5 e pH 8,0, enquanto Dutra (2016) obteve temperatura de 29°C e pH 7,7. Já Valenti *et al.* (2002), verificarem em temperatura 29°C e pH 8,0, por sua vez Valenti *et al.* (2006) fizeram em temperatura 30°C e pH 8,0 e Wang *et al.* (2004) efetuaram o experimento em temperatura 29°C e pH 7,8. Os dados dos valores encontrados demonstram que para larvas do gênero *Macrobrachium*, a espécie *M. carcinus* apresenta menor nível de resistência a nitrito, enquanto *M. nipponense* encontra-se mediana em nível de tolerância, uma vez que *M. rosenbergii* apresenta maior resistência para níveis de resistência a nitrito.

Segundo Dutra *et al.* (2016) as concentrações letais de nitrito para pós-larvas de *M. amazonicum*, seguem o valor da CL₅₀-96 h de 1,49 mg/L de nitrito. Chen e Lee (1997) encontraram uma CL₅₀-96 h de nitrito para juvenis de *M. rosenbergii* de 8,49 mg/L a 12,87 mg/L. Chand e Sahoo (2006) efetuaram para *M. malcolmsonii* a CL₅₀-96 h do nitrito foi de 3.14 mg/L a 18.96 mg/L. Outro exemplo onde resultados apontam diferenças em seus níveis de compostos nitrogenados em CL₅₀ de mesma espécie e estágio de vida, são os dados de Brazão (2018), onde a CL₅₀-96 h para nitrito de juvenis de *M. amazonicum* foi 2,49 mg/L, enquanto na pesquisa de Dutra (2016), a CL₅₀ de 96 h para nitrito foi 2,23 mg/L. Esta pequena diferença pode ser explicada devido à divergência na temperatura média em que ambas as pesquisas foram conduzidas, onde Brazão (2018), foi de 24°C enquanto Dutra (2016) foi de 25°C. Estes valores demonstram que para juvenis do gênero *Macrobrachium*, a espécie *M. amazonicum* apresenta menor nível de resistência a nitrito, enquanto *M. malcolmsonii* encontra-se mediana em nível de tolerância, uma vez que *M. rosenbergii* apresenta maior resistência para níveis de resistência a nitrito. Segundo

Chand e Sahoo, (2006) as concentrações letais de nitrito para adultos de *M. malcolmsonii*, seguem o valor da CL₅₀-96 h de 3,14 mg/L de nitrito.

2.3. Toxicidade aguda Nitrato

O nitrato é considerado uma substância com pequeno poder tóxico por parte de pesquisadores, mas por ser o produto final da nitrificação, pode acumular-se em grandes quantidades, principalmente em sistemas fechados de produção (Thurston *et al.*, 1978). Esta substância pode causar efeitos letais ou subletais para diferentes organismos, ou ainda, atuar sinergicamente com outras formas nitrogenadas (Santos *et al.*, 2017). Por ser considerado um composto nitrogenado de baixa toxicidade, poucos são os estudos sobre o nitrato (Russo, 1981; Stormer *et al.*, 1996).

A toxidez do nitrato em animais aquáticos parece não ser um sério problema, porém este composto pode tornar-se potencialmente tóxico em sistemas de recirculação de água (sistemas fechados), em que altos níveis podem ser alcançados como resultado da nitrificação da amônia. A toxidez deste composto é devida a seu efeito sobre a osmorregulação e possivelmente sobre o transporte de oxigênio. Pelo fato de não ser um composto muito importante em matéria de toxidez, poucos trabalhos têm sido realizados para medir seu efeito (Arana, 2010). No entanto, citaremos aqui umas poucas referências de interesse.

Os seguintes valores presentes na tabela de CL₅₀ para nitrato foram ordenados demonstrando espécie e seu estágio de vida exposto a concentrações determinadas de nitrato por tempo de exposição (Tabela 3).

Tabela 3. Valores de CL₅₀ para nitrato encontrado para diferentes espécies do gênero *Macrobrachium* de interesse produtivo.

Espécie	Estágio de Vida	CL ₅₀ (mg/L)	Nível de Segurança (mg/L)	Tempo (horas)	Referência
<i>Macrobrachium rosenbergii</i>	Larva	60	0,60	24	Cohen e Ra'anani (1989)
<i>Macrobrachium rosenbergii</i>	Larva	60	0,60	24	Correia <i>et al.</i> (2000)
<i>Macrobrachium rosenbergii</i>	Larva	59,8	5,98	24	New <i>et al.</i> (2002)

<i>Macrobrachium amazonicum</i>	Juvenil	1069,73	106,97	24	Alab <i>et al.</i> (2017)
<i>Macrobrachium amazonicum</i>	Juvenil	286,37	28,63	48	Alab <i>et al.</i> (2017)
<i>Macrobrachium amazonicum</i>	Juvenil	184,87	18,48	72	Alab <i>et al.</i> (2017)
<i>Macrobrachium amazonicum</i>	Juvenil	155,45	15,54	96	Alab <i>et al.</i> (2017)

Para o camarão de água doce *M. rosenbergii*, Wickins (1976) constatou que concentrações de 180 mg/L de NO_3^- diminuem o crescimento de juvenis em 50%. Cohen e Ra'anan (1989) encontraram uma CL_{50} -24 h de nitrato para larvas de *M. rosenbergii* de 60 mg/L, enquanto New *et al.* (2002) encontraram dados similares com CL_{50} -24 h para 59,8 mg/L, assim como Correia *et al.* (2000), que obtiveram o valor de CL_{50} -96 h com 60 mg/L, estes dados de qualidade de água seguem dentro da faixa recomendada para a produção de *M. rosenbergii*, onde amônia e nitrito seguem os níveis de segurança sugeridos por Timmons *et al.* (2002), temperatura entre 22 a 30°C e pH de 7,4 a 8,4, portanto os valores próximos encontrados são devidos unicamente aos níveis de nitrato avaliados.

Segundo Alab *et al.* (2017), em seu estudo sobre concentrações letais de nitrato para juvenis de *M. amazonicum*, encontrou o valor da CL_{50} -24 h de 1069,73 mg/L, CL_{50} -48 h de 286,37 mg/L, CL_{50} -72 h de 184,87 mg/L, CL_{50} -96 h de 155,45 mg/L de nitrato.

3. EFEITO COMBINADO DE COMPOSTOS NITROGENADOS

Segundo Brazão (2018) apesar de estudos sobre a CL_{50} mostrarem dados seguros da concentração letal de amônia ou nitrito para *M. amazonicum*, ainda pouco se sabe sobre o efeito combinado destes compostos. Segundo Rand *et al.* (1995), várias definições ou conceitos são importantes a respeito do efeito combinado dos compostos, como o efeito sinérgico que ocorre quando um efeito combinado de dois contaminantes é maior do que a soma dos efeitos dos contaminantes isolados, ou o efeito antagônico que é determinado quando dois contaminantes, em conjunto, sofrem redução de seu potencial toxicológico por interferências de um sobre o outro e ainda o efeito aditivo representado quando o efeito combinado de dois contaminantes é igual à soma dos efeitos isolados desses contaminantes.

As categorias de efeito combinado foram separadas e aplicadas de acordo com o número de contaminantes representando seu tipo de efeito (Figura 3).

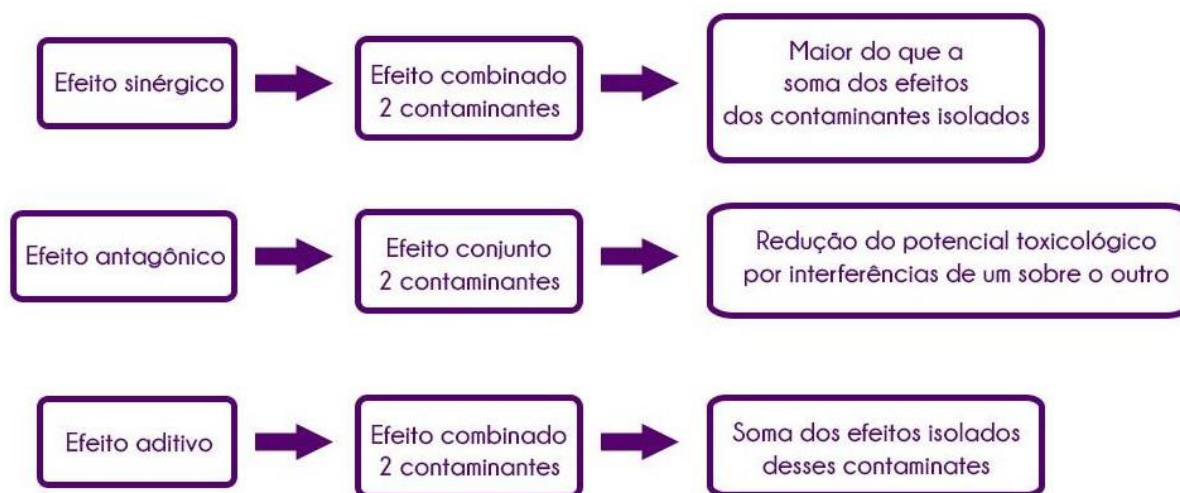


FIGURA 3 – Esquema de categorias de efeito combinado, Fonte: O autor (2018).

O efeito combinado dos compostos avaliados, no estudo de Brazão (2018) apontam que quando amônia total e nitrito encontram-se em conjunto no ambiente, estes se tornam menos tóxicos (efeito antagônico), para juvenis de *M. amazonicum*, que quando comparados com os efeitos dos compostos isolados.

4. ESTUDOS SOBRE ALTERAÇÕES MORFOFISIOLÓGICAS

Os organismos aquáticos, incluindo os camarões de água doce, excretam constantemente amônia, podendo ocorrer o acúmulo deste composto nitrogenado no sistema de produção. Caso a amônia, nitrito e nitrato não sejam removidas, altas concentrações dos compostos nos sistemas reduzem o crescimento dos camarões, aumentam o consumo de oxigênio e a excreção dos animais, além de alterar as concentrações dos níveis de proteína e aminoácidos livres da hemolinfa, causando elevada mortalidade (Ostrensky e Marchiori, 1992.; Ebeling *et al.*, 2006.; Kuhn *et al.*, 2010; Lin e Chen, 2011).

Pesquisas têm revelado diferenças significativas nos padrões de osmorregulação durante o ciclo de vida (Charmatier e Anger, 2011). Por exemplo, juvenis e adultos parecem apresentar mecanismos eficientes para se osmorregular por um determinado tempo quando expostos a poluentes, mas o mesmo parece não

ocorrer na fase de pós-larvas, o que pode influenciar o mau funcionamento no processo fisiológico do organismo, decorrente do efeito tóxico (Inman e Lockwood, 1977).

Da mesma forma, altos níveis de nitrito na água são potenciais fatores desencadeadores de estresse para organismos aquáticos (Lewis-JR e Morris, 1986). Estudos sobre o efeito do nitrito para os camarões de água doce mostraram que um elevado nível deste composto pode afetar o equilíbrio ácido-base e a excreção de amônia, diminuindo a capacidade imunológica do animal, aumentando a suscetibilidade à infecção por bactérias e causando a morte em casos extremos (Chen e Cheng, 1995; Xian *et al.*, 2011).

A presença do nitrito na hemocianina de crustáceos provoca menos danos do que em moléculas de hemoglobina de peixes (Smith, 1999), vários estudos comprovam a capacidade da hemocianina de se ligar ao oxigênio mesmo na presença de nitrito (Wickins, 1976), entretanto a presença de nitrito pode afetar a muda de juvenis de *M. rosenbergii* (Armstrong *et al.*, 1978; Manthe *et al.*, 1984).

Exposto a diferentes concentrações de amônia e nitrito, *M. amazonicum* não apresentou inibição no seu processo osmótico quanto para a osmolalidade da hemolinfa (Dutra, 2017). A maioria dos trabalhos avaliando o processo osmótico é realizada principalmente com aumento ou diminuição da salinidade do meio, o que possibilita boa compreensão do mecanismo osmótico quando animais de água doce são submetidos a estresse salino. Porém, quando analisamos esse mesmo mecanismo em animais expostos a compostos nitrogenados, poucas informações estão disponíveis, e muitas destas são superficiais (Dutra, 2017).

A exposição à amônia e ao nitrito podem causar danos a brânquias de camarões, em um experimento realizado por Dutra (2017) com camarões expostos a amônia total e nitrito, separadamente, foi possível detectar a presença de alterações histológicas nas brânquias de *M. amazonicum*. A avaliação histológica das brânquias de *M. amazonicum* confirmou que quanto maiores as concentrações de amônia total e nitrito, maiores os danos causados à estrutura branquial, correspondendo a altos níveis de mortalidade, além disso determinou-se que concentrações baixas de nitrito causaram danos semelhantes às alterações encontradas em camarões submetidos a altas concentrações de amônia total, o que

reflete a menor capacidade dos camarões em tolerar nitrito (Sponchiado, 2016; Dutra *et al.*, 2017).

No estudo de Sponchiado (2016) os efeitos degenerativos observados às estruturas branquiais foram resultados do aumento da concentração de amônia. O resultado do Índice do Órgão (*Iorg*), foi realizado através das análises histológicas das brânquias submetidas à amônia que provocaram maior alteração na estrutura branquial e como consequência maior mortalidade. O estudo apresentou uma diferença, no tratamento com 80 mg/L obteve-se 100% óbito em 48 h, com edema e outros danos regressivos, com o aumento das concentrações houve o aumento de danos visualizados nas menores concentrações, bem como o surgimento de danos mais graves como necrose, hiperplasia, edema, aglomeração hemolítica e levantamento da cutícula. Enquanto o tratamento com 40 mg/L apresentou mortalidade de 100% em 72 h, porém sem edema marcante nas menores concentrações de amônia total e nitrito, tais danos foram infiltração hemocítica, inchaço do epitélio lamelar e da lamela e fusão lamelar.

A figura ilustra as brânquias de *M. amazonicum* segundo estudo de Sponchiado (2016) exposto a amônia. As lesões identificadas na imagem seguem: Espaço Hemocítico (ES), Lamela (L), Hemócito (H), Espaço Inter Lamelar (EIL), Infiltração de Hemócitos (IH), Tumefação Celular (TC), Espessamento do Epitélio Lamelar (EEL), Descamação da Cutícula Lamelar (DCL), Células Pilares (CP), Necrose (N), Fusão Lamelar (FL), Hiperplasia (HP) e Edema (E) identificados (Figura 4).

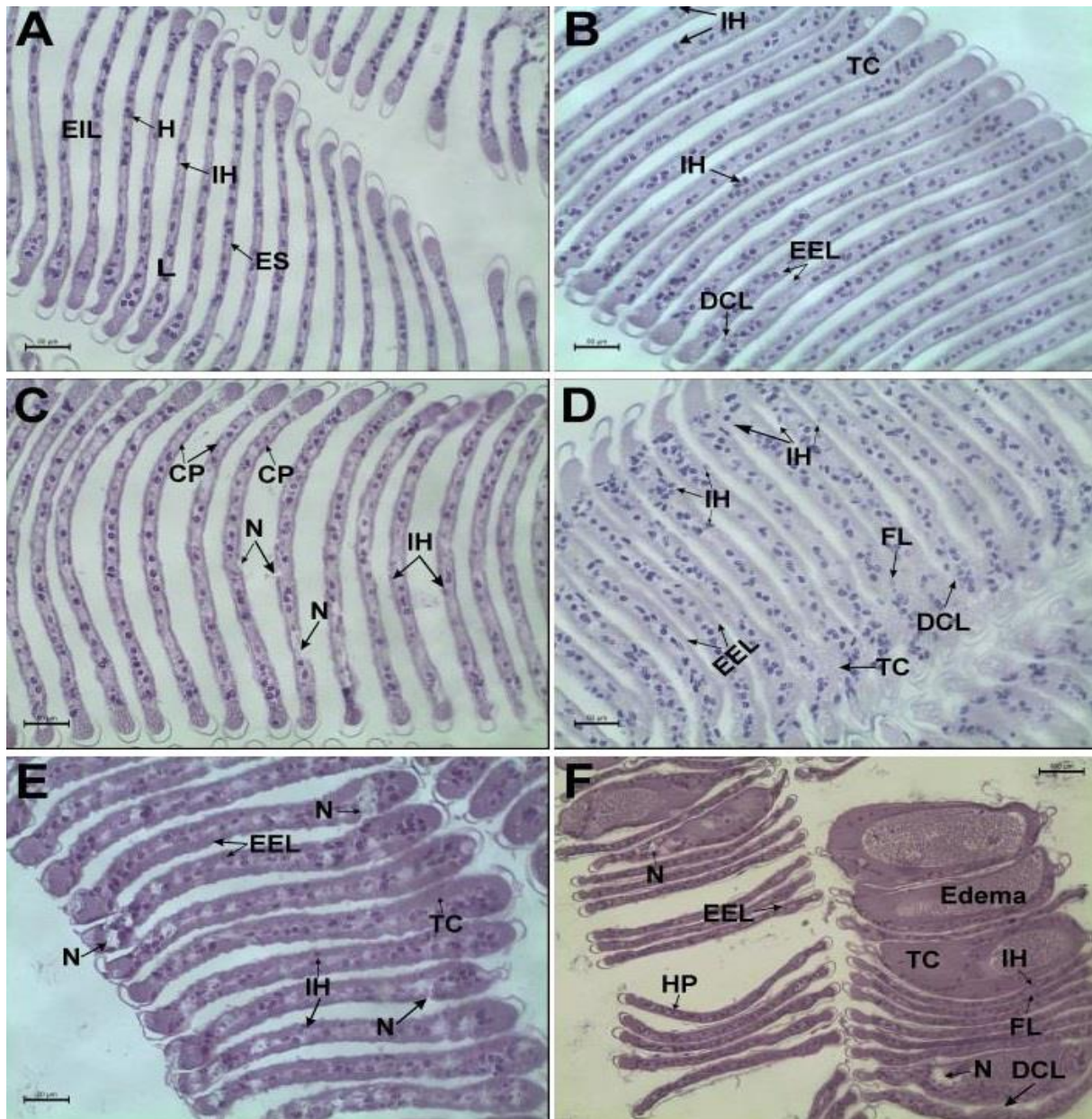


FIGURA 4 – Lâmina de danos histológicos de *Macrobrachium amazonicum* exposto à amônia total (Sponchiado, 2016).

Da mesma forma Alab *et al.* (2017) e Brazão (2018), utilizaram este índice para avaliar lesões nas brânquias de juvenis de *M. amazonicum* causadas pelo efeito combinado de amônia e nitrito e pelo efeito do nitrato, respectivamente.

Segundo o estudo de Brazão (2018), determina o nível de segurança da CL₅₀-96 h para amônia em 2,98 mg/L e CL₅₀-96 h do nitrito em 0,25 mg/L; por meio das análises de alterações histológicas nas brânquias dos animais o efeito da amônia e nitrito encontraram efeito antagônico, também observado nos dados histológicos,

observou-se também que as maiores concentrações de nitrito apresentaram danos extensos na estrutura branquial (necrose, hiperplasia, inchaço da lamela, espessamento do epitélio lamelar, fusão lamelar, descamação da cutícula lamelar), enquanto as demais concentrações mesmo apresentando algum tipo de alteração estes foram de menor gravidade, o que corroboram os resultados encontrados para a mortalidade.

A figura demonstra os danos as brânquias de *M. amazonicum* segundo estudo de Brazão (2018) expostos a amônia e nitrito isoladamente. As lesões identificadas na imagem seguem: Espaço Hemocítico (ES), Lamela (L), Hemócito (H), Espaço Inter Lamelar (EIL), Infiltração de Hemócitos (IH), Tumefação Celular (TC), Espessamento do Epitélio Lamelar (EEL), Descamação da Cutícula Lamelar (DCL), Células Pilares (CP), Necrose (N), Fusão Lamelar (FL), Hiperplasia (HP) e Edema (E) identificados (Figura 5).

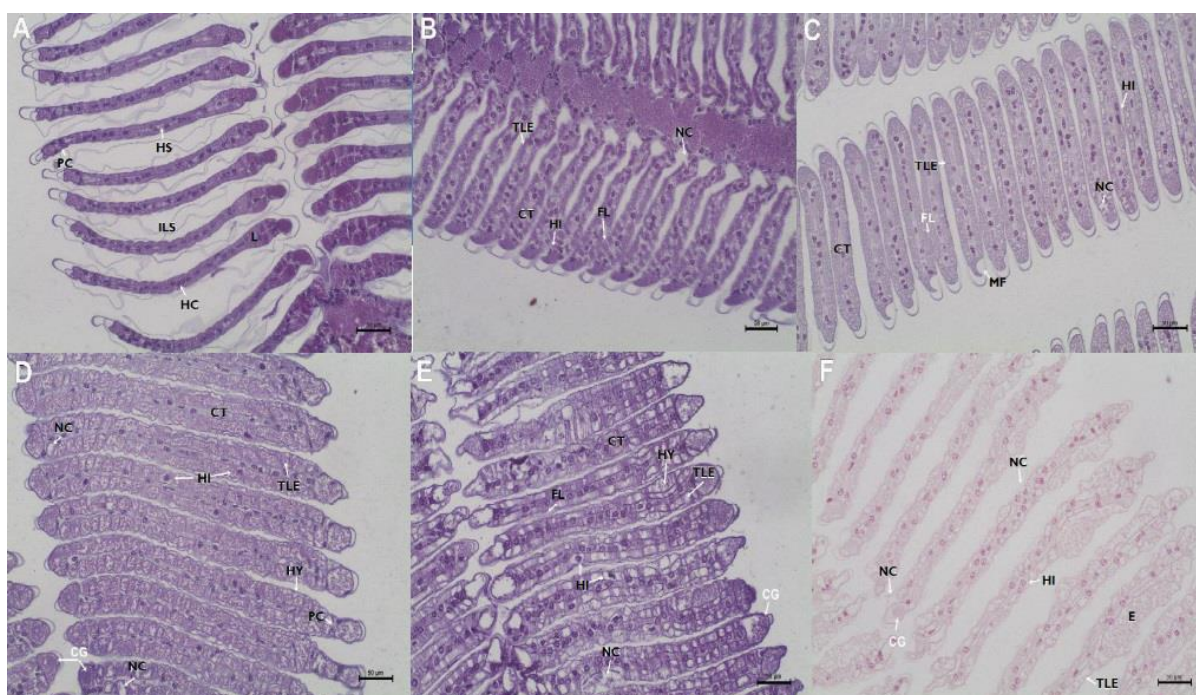


FIGURA 5 – Lâmina de danos histológicos *Macrobrachium amazonicum* exposto à amônia total (A-C) e nitrito isoladamente (D-F) (Brazão, 2017).

Enquanto Alab *et al.* (2017), segundo análise dos valores de CL₅₀-24 h de 106,9 mg/L; CL₅₀-48 h de 26,6 mg/L; CL₅₀-72 h de 18,4 mg/L e CL₅₀-96 h de 15,5 mg/L, a espécie *M. amazonicum* é sensível ao nitrato, porém ao avaliar juvenis de

M. amazonicum a expostos a diferentes concentrações de nitrato, observou que nitrato possui menor injúria a estrutura branquial que os compostos adjacentes (amônia total e nitrito) visualizado por outros autores, onde as principais alterações observadas foram regressivas, expressas como inchaço do epitélio lamelar e da lamela, além de pequenas frequências de necrose, fusão lamelar, descamação da cutícula lamelar e fusão lamelar.

A figura demonstra os danos às brânquias de *M. amazonicum* segundo estudo de Alab *et al.* (2018) expostos a amônia, nitrito e principalmente nitrato. As lesões identificadas na imagem seguem: Lamela (L), Espaço Inter Lamelar (EIL), Infiltração de Hemócitos (IH), Inchaço do Epitélio Lamelar (IEL), Inchaço da Lamela (IL), Descamação da Cutícula (DC), Vacúolo (V), Necrose (N), Fusão Lamelar (FL), Aglomeração de Hemócitos (AH) e Edema (E) identificados (Figura 6).

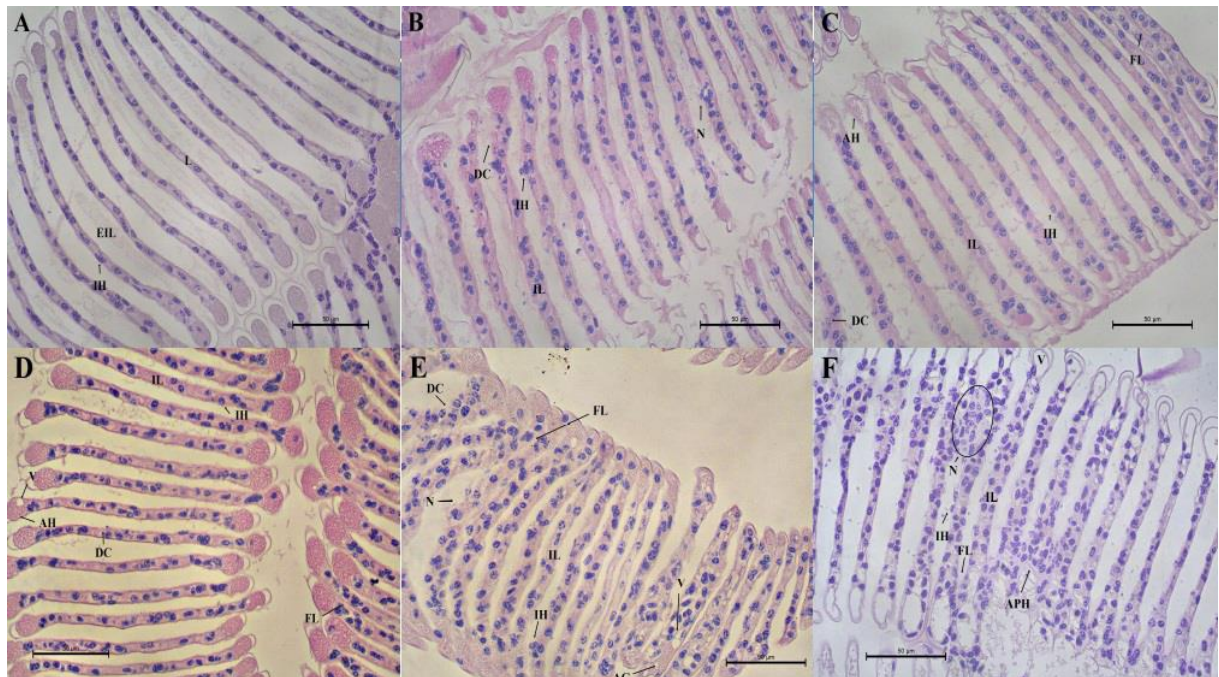


FIGURA 6 – Lâmina de danos histológicos *Macrobrachium amazonicum* exposto à nitrato (Alab *et al.*, 2017).

5. DANOS IMUNOLÓGICOS

O exame laboratorial do sangue é utilizado na medicina humana e veterinária para a monitoração de respostas a agentes estressores e doenças (Battison *et al.*, 2003). Na aquicultura a análise hematológica vem sendo utilizado principalmente em

peixes (Tavares-Dias e Moraes, 2004). Na carcinicultura, ainda há muito que se desvendar (Barretto, 2009).

Ferramentas como contagem de hemócitos totais (CHT) e contagem diferencial de hemócitos (CDH) podem trazer informações sobre o estado de saúde dos crustáceos, bem como, avaliar os efeitos das condições estressantes. Diminuição na CHT em crustáceos sob condições estressantes já foi observada por Sánchez *et al.* (2001) e Winzer (2005). A CDH tem sido utilizada para indicar diferentes estressores em crustáceos devido à presença ou aumento de determinado tipo de hemócito (Johansson *et al.*, 2000; Jussila *et al.*, 2001).

Alterações nos parâmetros da qualidade de água como presença de poluentes e substâncias tóxicas em presença de compostos nitrogenados, afetam a resistência às doenças de crustáceos decápodes (Cheng e Chen, 2000; Le Moullac, 2000). O estudo de Cheng e Chen, (2002) corrobora essa informação devido a suas observações que alterações nos parâmetros físicos e químicos como pH, temperatura, salinidade e oxigênio dissolvido associadas a presença de amônia, nitrito e nitrato, afetam a resistência de juvenis de *M. rosenbergii* à doenças, contribuindo com uma diminuição na resposta imunológica.

Constatou-se segundo estudo que a capacidade imunológica de camarões de água doce, sofre impacto direto em condições onde o nitrito, apresenta-se em alta concentração, aumentando a suscetibilidade à infecção por patógenos e causar a morte em casos extremos (Xian *et al.*, 2010). Assim como o estudo de Chand e Sahoo (2006) que indica que *M. malcolmsonii* é mais suscetível para *Aeromonas hydrophila* devido a concentrações elevadas de nitrito, estas entorno de 0,314 e 0,063 mg/L que diminuem a sua resistência.

Segundo o estudo de Cheng e Chen (2002), onde juvenis de *M. rosenbergii* saudáveis foram sujeitos a injeções de *Lactococcus garvieae* e subsequentemente expostos a diferentes concentrações de amônia, onde o CL₅₀-96 h com 0,55 mg/L apresentou o maior índice de infecção. Foi também relatado que concentrações altas de nitrito afetam a resposta imune do camarão de água doce *M. rosenbergii* (Cheng *et al.*, 2002), bem como o consumo de oxigênio, excreção de amônia, produção de hemocianina e níveis de proteína. Cheng *et al.* (2003) também relatam através de CL₅₀-96 h para nitrito à 1,59 mg/L que a atividade fagocitária de *M.*

rosenbergii contra *L. garvieae* diminuiu, mas aumentou a atividade respiratória do camarão, ambos os estudos apontam suscetibilidade à infecção por *L. garvieae* pela supressão do sistema imune decorrente nesta concentração de amônia. O aumento da suscetibilidade desta espécie às enfermidades bacterianas pode ser considerado um importante efeito crônico do nitrito.

6. OSMORREGULAÇÃO

O problema que crustáceos de água doce enfrentam é manterem-se hiperosmóticos em relação ao meio, provindo-se do mecanismo de osmorregulação para a absorção de sal (Henry, 1988; Henry e Wheatly, 1992). Os crustáceos possuem uma habilidade de sobreviver em vários ambientes e com diferentes concentrações osmóticas, essa capacidade está relacionada com a função de regular o fluido extracelular. Portanto, estes organismos em ambientes marinhos apresentam baixo gasto energético na regulação da osmolalidade de seu fluído, por apresentar isosmoticidade em relação ao meio em que se encontram (Croghan, 1983). Por outro lado, crustáceos de água doce são hiposmóticos ao meio e, estão à mercê dos movimentos passivos de entrada corpórea de água e perda de sais (Mantel e Farmer, 1983). Alguns camarões do gênero *Macrobrachium*, como *M. equidens* e *M. olfersii* são exceções por possuírem a capacidade de hiposmorregular em altas salinidades (Denne, 1968; Moreira *et al.*, 1983; Freire *et al.*, 2003).

A característica de osmorregulação em crustáceos de água doce se dá através das enzimas Na^+/K^+ -ATPase e anidrase carbônica (AC), estas tornam-se essenciais na regulação do equilíbrio ácido/base e influxo iônico através das brânquias, o que resulta na conservação da concentração osmótica e de Na^+/Cl^- na hemolinfa efetivamente mais elevada que na água (Pequeux, 1995; Romano e Zeng, 2013).

A amônia está intimamente ligada ao processo de osmorregulação, podendo difundir-se facilmente através das brânquias para a hemolinfa, onde transferirá prótons para tornar-se NH_4^+ . Este NH_4^+ seguirá e substituirá os íons de K^+ na brânquia através da via basolateral, localizada na Na^+/K^+ -ATPase. Finalmente o NH_4^+ é excretado para o meio através da via apical, situada na $\text{Na}^+/\text{NH}_4^+$ permutador

e através da liberação de excitotóxicos (Romano e Zeng, 2013).

O nitrito, por sua vez, é absorvido na água pelo sistema de captação do Cl^- nas brânquias, este que é responsável por regular o transporte de Cl^- para a hemolinfa, bem como o equilíbrio ácido-base, através da troca do influxo de Cl^- e o efluxo de HCO_3^- em ($\text{Cl}^-/\text{HCO}_3^-$) representados a seguir (Figura 7).

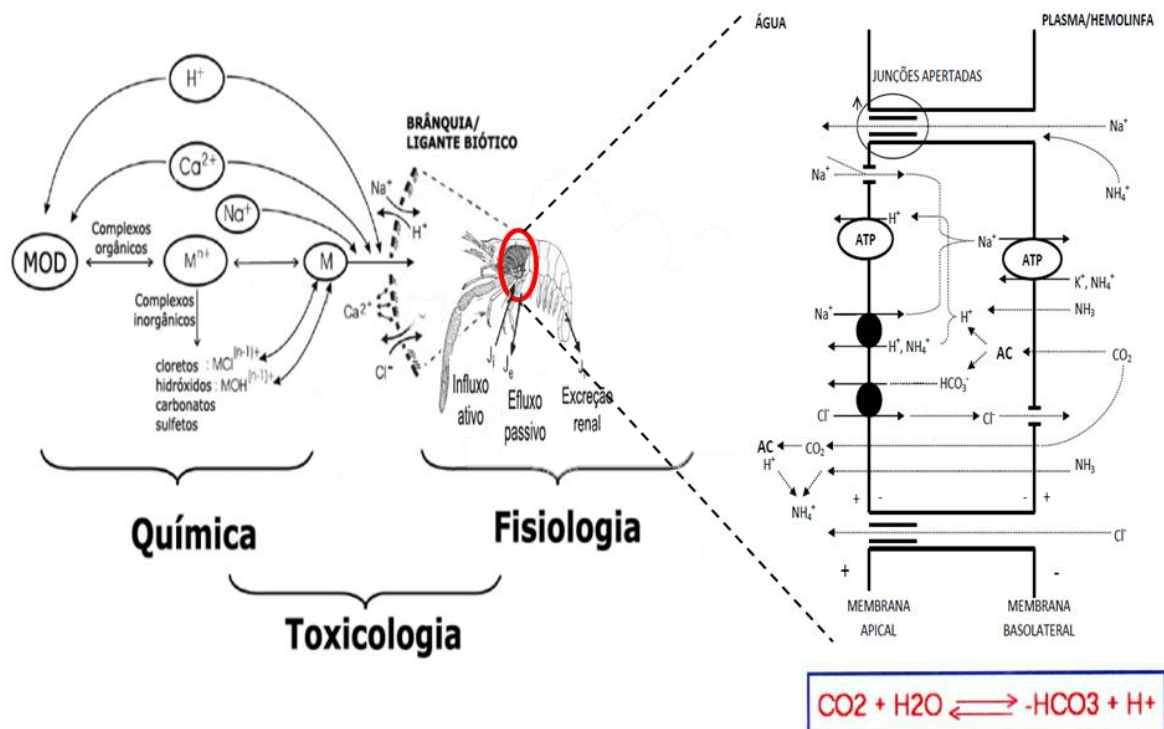


FIGURA 7 – Esquema de aspectos toxicológicos no processo de osmorregulação (Dutra *et al.*, 2017).

O nitrito tem uma influência sobre diversas funções biológicas, quando presente na água é captado pelas brânquias e incorporado nas células de cloreto, responsável por regular o transporte de cloreto na hemolinfa (Jensen, 1995). Ele também pode acumular-se nos tecidos através da incorporação na hemolinfa pela absorção branquial (Chen *et al.*, 1990).

No entanto, pouco é o entendimento sobre os compostos nitrogenados sobre o processo de osmorregulação em palemonídeos, necessitando então de mais estudos aprofundados sobre o tema. Para o nitrato não foi encontrado estudos com palemonídeos sobre o processo osmótico. Isto pode ser devido as literaturas considerar o nitrato um composto de baixa toxicidade. Entretanto, com o processo de intensificação dos sistemas produtivos, mais estudo serão necessários para

compreender o efeito do nitrito em palemonídeos, uma vez que este composto tende-se a biocumular-se em sistemas fechados. Sem dúvida, a osmorregulação é crucial para a sobrevivência e bem-estar de crustáceos produzidos. O conhecimento atual sobre esse processo complexo dos crustáceos permanece relativamente longe de estar completo, pois muitos processos e mecanismos envolvidos na atividade ainda são hipotéticos ou não totalmente compreendidos (Romano e Zeng, 2010). Obviamente, mais pesquisas devem continuar nessa área, para melhor entender os mecanismos subjacentes a fim de explorar formas de melhorar o desempenho de crustáceos produzidos sob condições variáveis de qualidade de água, que claramente beneficiariam a indústria de aquicultura.

7. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O conhecimento dos limites de tolerância para qualquer espécie de palemonídeo, em relação à qualidade da água e compostos nitrogenados, são requisitos indispensáveis em qualquer sistema de criação, uma vez que os efeitos negativos destes causam danos severos. Os artigos revisados trazem em seus trabalhos resultados semelhantes, onde podemos avaliar que os efeitos negativos da amônia, nitrito e nitrato, estão ligados a danos na diminuição do metabolismo, retardo no crescimento, dificuldade na muda, desequilíbrio da osmorregulação, desequilíbrio iônico, dano no epitélio branquial que provoca comprometimento do metabolismo respiratório, diminuição do processo de excreção, redução da imunidade inata e finalmente um aumento significativo da mortalidade.

Por último, em termos de lacunas, pode-se destacar que pesquisas sobre o efeito na osmorregulação, efeitos combinados e isolados (nitrato), além de sistema imune para todos as formas de vida e compostos nitrogenados presente na água em palemonídeos são escassas, nesse sentido é necessário que estudos sejam aprofundados e focados para uma melhor compreensão dos impactos destes compostos nitrogenados entre o desempenho de camarões de água doce.

REFERÊNCIAS

- ALAB, H. J.; DUTRA, F. M. R. M. B. E. L. C. Efeito da amônia e nitrito sobre pós-larvas, juvenis e adultos do camarão da amazônia *Macrobrachium amazonicum* (heller, 1862). 2017.
- ALCARAZ, G.; ESPINOZA, V.; VANEGAS, C.; CARRARA, X. C. Acute effect of ammonia and nitrite on respiration of *Penaeus setiferus* postlarvae under different oxygen levels. **Journal of the World Aquaculture Society**, Wiley Online Library, v. 30, n. 1, p. 98-106, 1999.
- ALLAN, G. L.; MAGUIRE, G. B.; HOPKINS, S. J. Acute and chronic toxicity of ammonia to juvenile *Metapenaeus macleayi* and *Penaeus monodon* and the influence of low dissolved-oxygen levels. **Aquaculture**, Elsevier, v. 91, n. 3-4, p. 265-280, 1990.
- ALONSO, A.; CAMARGO, J. A. Toxicity of nitrite to three species of freshwater invertebrates. **Environmental toxicology**, Wiley Online Library, v. 21, n. 1, p. 90-94, 2006.
- ARANA, L. V. **Qualidade da água em aquicultura princípios e práticas**. Florianopolis, UFSC, ed 3, 2010.
- ARASHISAR, S.; HISAR, O.; YANIK, T.; ARAS, S. M. Inhibitory effects of ammonia and urea on gill carbonic anhydrase enzyme activity of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). **Environmental Toxicology and Pharmacology**, Elsevier, v. 17, n. 3, p. 125-128, 2004.
- ARMSTRONG, D. A.; CHIPPENDALE, D.; KNIGHT, A. W.; COLT, J. E. Interaction of ionized and un-ionized ammonia on short-term survival and growth of prawn larvae, *Macrobrachium rosenbergii*. **The Biological Bulletin**, Marine Biological Laboratory, v. 154, n. 1, p. 15-31, 1978.
- ASIH, A. Y. P.; IRAWAN, B.; SOEGianto, A. Effect of copper on survival, osmoregulation, and gill structures of freshwater prawn (*Macrobrachium rosenbergii*, de man) at different development stages. **Marine and freshwater behaviour and physiology**, Taylor & Francis, v. 46, n. 2, p. 75-88, 2013.
- ASSOCIATION, A. P. H.; ASSOCIATION, A. W. W. *et al.* **Standard methods for the examination of water and waste water**. [S.l.]: American Public Health Association, 1989.
- AUDELO-NARANJO, J. M.; MARTINEZ-CORDOVA, L. R.; VOLTOLINA, D.; GOMEZJIM ENEZ, S. Water quality, production parameters and nutritional condition of *Litopenaeus vannamei* (boone, 1931) grown intensively in zero water exchange mesocosms with artificial substrates. **Aquaculture Research**, Wiley Online Library, v. 42, n. 9, p. 1371-1377, 2011.

- BARBIERI, E. Acute toxicity of ammonia in white shrimp (*Litopenaeus schmitti*) (burkenroad, 1936, crustacea) at different salinity levels. **Aquaculture**, Elsevier, v. 306, n. 1-4, p. 329-333, 2010.
- BARRETTO, A. C. G. *et al.* Contagem total de hemócitos de camarões marinhos *Litopenaeus vannamei* (boone, 1931) cultivados no litoral norte de pernambuco. Universidade Federal Rural de Pernambuco, 2009.
- BATTISTON, A.; BITTER, J.; GROOT, F. D.; OVERWEG, A.; STEPHAN, O.; BOKHOVEN, J. A. van; KOOYMAN, P.; SPEK, C. V. D.; VANKO, G.; KONINGSBERGER, D. Evolution of the species during the synthesis of over-exchanged fe/zsm5 obtained by chemical vapor deposition of fecl3. **Journal of catalysis**, Elsevier, v. 213, n. 2, p. 251-271, 2003.
- BRAZAO, C. C. Efeito combinado de amônia e nitrito sobre juvenis *Macrobrachium amazonicum* (heller, 1862). 2017.
- CHANG, C.-C.; LEE, P.-P.; HSU, J.-P.; YEH, S.-P.; CHENG, W. Survival and biochemical, physiological, and histopathological responses of the giant freshwater prawn, *Macrobrachium rosenbergii*, to short-term trichlorfon exposure. **Aquaculture**, Elsevier, v. 253, n. 1-4, p. 653-666, 2006.
- CHARMANTIER, G.; ANGER, K. Ontogeny of osmoregulatory patterns in the south american shrimp *Macrobrachium amazonicum*: loss of hypo-regulation in a land-locked population indicates phylogenetic separation from estuarine ancestors. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, Elsevier, v. 396, n. 2, p. 89-98, 2011.
- CHEN, J.-C.; CHEN, T.-S. Joint action of ammonia and nitrite on tiger prawn *Penaeus monodon* postlarvae. **Journal of the World Aquaculture Society**, Wiley Online Library, v. 19, n. 3, p. 143-148, 1998.
- CHEN, J.-C.; LEE, Y. Effects of nitrite on mortality, ion regulation and acid-base balance of *Macrobrachium rosenbergii* at different external chloride concentrations. **Aquatic Toxicology**, Elsevier, v. 39, n. 3-4, p. 291-305, 1997.
- CHEN, J.-C.; LIU, P.-C.; LEI, S.-C. Toxicities of ammonia and nitrite to *Penaeus monodon* adolescents. **Aquaculture**, Elsevier, v. 89, n. 2, p. 127-137, 1990.
- CHEN, J.-C.; TING, Y.-Y.; LIN, J.-N.; LIN, M.-N. Lethal effects of ammonia and nitrite on *Penaeus chinensis* juveniles. **Marine Biology**, Springer, v. 107, n. 3, p. 427-431, 1990.
- CHENG, W.; LIU, C.-H.; CHEN, J.-C. Effect of nitrite on interaction between the giant freshwater prawn *Macrobrachium rosenbergii* and its pathogen *Lactococcus garvieae*. **Diseases of aquatic organisms**, v. 50, n. 3, p. 189-197, 2002.
- COHEN, D.; RAANAN, Z. Intensive closed cycle *Macrobrachium rosenbergii* hatchery: Bioltration and production strategy. **Anais do Simpósio Brasileiro sobre o Cultivo de Camarão**, João Pessoa, Paraíba, Brasil, v. 3, n. 3-4, p. 49-67, 1989.

COLT, J. E. e. a. Nitrogen toxicity to crustaceans, fish and molluscs. in: Allen, I.j., kinney, e.c. (eds.), proceedings of the bioengineering symposium for fish culture section. 1981.

CONSTABLE, M.; CHARLTON, M.; JENSEN, F.; MCDONALD, K.; CRAIG, G.; TAYLOR, K. W. An ecological risk assessment of ammonia in the aquatic environment. **Human and Ecological Risk Assessment**, Taylor & Francis, v. 9, n. 2, p. 527-548, 2003.

CORPRON, K. E.; ARMSTRONG, D. A. Removal of nitrogen by an aquatic plant, *Elodea densa*, in recirculating *Macrobrachium* culture systems. **Aquaculture**, Elsevier, v. 32, n. 3-4, p. 347-360, 1983.

CORREIA EUDES DE SOUZA, J. P. V.; CAVALLI, R. O. Acute toxicity of ammonia and nitrite to painted river prawn, *Macrobrachium carcinus*, larvae. **Journal of the World Aquaculture Society**, Wiley Online Library, v. 47, n. 2, p. 239-247, 2016.

CRAB, R.; AVNIMELECH, Y.; DEFOIRDT, T.; BOSSIER, P.; VERSTRAETE, W. Nitrogen removal techniques in aquaculture for a sustainable production. **Aquaculture**, Elsevier, v. 270, n. 1-4, p. 1-14, 2007.

CROGHAN, P. Osmotic regulation and the evolution of brackish-and fresh-water faunas. **Journal of the Geological Society**, Geological Society of London, v. 140, n. 1, p. 39-46, 1983.

DECAMP, O.; CODY, J.; CONQUEST, L.; DELANOY, G.; TACON, A. G. Effect of salinity on natural community and production of *Litopenaeus vannamei* (boone), within experimental zero-water exchange culture systems. **Aquaculture Research**, Wiley Online Library, v. 34, n. 4, p. 345-355, 2003.

DENNE, L. B. Some aspects of osmotic and ionic regulation in the prawns *Macrobrachium australiense* (holthuis) and *M. equidens* (dana). **Comparative Biochemistry and Physiology**, Elsevier, v. 26, n. 1, p. 17-30, 1968.

DUTRA, F. M.; FORNECK, S. C.; BRAZAO, C. C.; FREIRE, C. A.; BALLESTER, E. L. C. Acute toxicity of ammonia to various life stages of the amazon river prawn, *Macrobrachium amazonicum*, heller, 1862. **Aquaculture research**, Elsevier, v. 453, p. 104-109, 2016.

DUTRA, F. M.; MORETTO, Y.; PORTZ, L.; BALLESTER, E. L. C. Pen culture of *Macrobrachium amazonicum*: use of artificial diet and impact on benthic community. **Aquaculture research**, Wiley Online Library, v. 47, n. 1, p. 266-275, 2016.

DUTRA, F. M.; R• ONNAU, M.; SPONCHIADO, D.; FORNECK, S. C.; FREIRE, C. A.; BALLESTER, E. L. C. Histological alterations in gills of *Macrobrachium amazonicum* juveniles exposed to ammonia and nitrite. **Aquatic toxicology**, Elsevier, v. 187, p. 115-123, 2017.

EBELING, J. M.; TIMMONS, M. B. Recirculating aquaculture systems. **Aquaculture production systems**, Wiley Online Library, p. 245-277, 2012.

EBELING, J. M.; TIMMONS, M. B.; BISOGNI, J. Engineering analysis of the stoichiometry of photoautotrophic, autotrophic, and heterotrophic removal of ammonia and nitrogen in aquaculture systems. **Aquaculture**, Elsevier, v. 257, n. 1-4, p. 346-358, 2006.

ENRICH-PRAST, A.; ESTEVES, F. Diurnal variation of rates of denitrification and nitrogen fixation of periphyton associated with *Oryza glumaepatula* Steud in an Amazonian lake. **Hydrobiologia**, Springer, v. 368, n. 1-3, p. 189-192, 1998.

FAO. National aquaculture sector overview. vision general del sector acuicola nacional – brasil. national aquaculture sector overview fact sheets. Departamento de Pesca y Acuicultura de la FAO, 2004.

FAO. Fishery and aquaculture country profiles. The federative republic of Brazil. 2010.

FAO. The state of world fisheries and aquaculture GIS. Fisheries statistics aquaculture. 2018.

FEDERATION, W. E.; ASSOCIATION, A. P. H. *et al.* Standard methods for the examination of water and waste water. **American Public Health Association (APHA)**: Washington, DC, USA, 1992.

FIGUEROA-LUCERO, G.; HERNANDEZ-RUBIO, M. C.; GUEVARA, M. d. J. Gutierrez-Ladron de. Toxicidad aguda del amonio en larvas de *Macrobrachium tenellum* (Smith). **Revista internacional de contaminacion ambiental**, Centro de Ciencias de la Atmosfera, UNAM, v. 28, n. 2, p. 145-150, 2012.

FORNECK, C.; R•ONNAU, M.; FREIRE, C. A.; BALLESTER, E. L. C. Histological alterations in gills of *Macrobrachium amazonicum* juveniles exposed to ammonia and nitrite. **Efeito da amônia e nitrito sobre pos-larvas, juvenis e adultos do camarão-da-amazônia *Macrobrachium amazonicum* (Heller, 1862)**, Universidade Federal do Paraná, p. 51, 2017.

FREIRE, C. A.; CAVASSIN, F.; RODRIGUES, E. N.; TORRES, A. H.; MCNAMARA, J. C. Adaptive patterns of osmotic and ionic regulation, and the invasion of fresh water by the palaemonid shrimps. **Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular & Integrative Physiology**, Elsevier, v. 136, n. 3, p. 771-778, 2003.

FROMM, P. O.; GILLETTE, J. R. Effect of ambient ammonia on blood ammonia and nitrogen excretion of rainbow trout (*Salmo gairdneri*). **Comparative Biochemistry and Physiology**, Elsevier, v. 26, n. 3, p. 887-896, 1968.

GROSELL, M.; JENSEN, F. B. NO₂-uptake and HCO₃⁻-excretion in the intestine of the European eel (*Platichthys flesus*). **Journal of Experimental Biology**, The Company of Biologists Ltd, v. 202, n. 15, p. 2103-2110, 1999.

HENRY, R. P. The role of carbonic anhydrase in blood ion and acid-base regulation. **American Zoologist**, Oxford University Press UK, v. 24, n. 1, p. 241-251, 1984.

HENRY, R. P. Multiple functions of carbonic anhydrase in the crustacean gill. **Journal of Experimental Zoology Part A: Ecological Genetics and Physiology**, Wiley Online Library, v. 248, n. 1, p. 19-24, 1988.

HENRY, R. P. Branchial and branchiostegite carbonic anhydrase in decapod crustaceans: the aquatic to terrestrial transition. **Journal of Experimental Zoology Part A: Ecological Genetics and Physiology**, Wiley Online Library, v. 259, n. 3, p. 294-303, 1991.

HENRY, R. P.; CAMERON, J. N. The distribution and partial characterization of carbonic anhydrase in selected aquatic and terrestrial decapod crustaceans. **Journal of Experimental Zoology Part A: Ecological Genetics and Physiology**, Wiley Online Library, v. 221, n. 3, p. 309-321, 1982.

HENRY, R. P.; WHEATLY, M. G. Interaction of respiration, ion regulation, and acid-base balance in the everyday life of aquatic crustaceans. **American Zoologist**, Oxford University Press UK, v. 32, n. 3, p. 407-416, 1992.

HODGSON, E. **A textbook of modern toxicology**. [S.l.]: John Wiley & Sons, 2004.

INMAN, C.; LOCKWOOD, A. Some effects of methylmercury and lindane on sodium regulation in the amphipod *Gammarus duebeni* during changes in the salinity of its medium. **Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Comparative Pharmacology**, Elsevier, v. 58, n. 1, p. 67-75, 1977.

JENSEN, J. L.; APPEL, L. E.; CLAIR, J. H.; ZENTNER, G. M. Variables that affect the mechanism of drug release from osmotic pumps coated with acrylate/methacrylate copolymer latexes. **Journal of pharmaceutical sciences**, Wiley Online Library, v. 84, n. 5, p. 530-533, 1995.

JIANN-CHU, C.; CHI-YUAN, L. Lethal effects of ammonia and nitrite on *Penaeus penicillatus* juveniles at two salinity levels. **Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Comparative Pharmacology**, Elsevier, v. 100, n. 3, p. 477-482, 1991.

JOHANSSON, M. W.; KEYSER, P.; SRITUNYALUCKSANA, K.; S• ODERH• ALL, K. Crustacean haemocytes and haematopoiesis. **Aquaculture**, Elsevier, v. 191, n. 1-3, p. 45-52, 2000.

JUSSILA, J.; MCBRIDE, S.; JAGO, J.; EVANS, L. Hemolymph clotting time as an indicator of stress in western rock lobster (*Panulirus cygnus*). **Aquaculture**, Elsevier, v. 199, n. 1-2, p. 185-193, 2001.

KUHN, D. D.; SMITH, S. A.; BOARDMAN, G. D.; ANGIER, M. W.; MARSH, L.; JR, G. J. F. Chronic toxicity of nitrate to pacific white shrimp, *Litopenaeus vannamei*: impacts on survival, growth, antennae length, and pathology. **Aquaculture**, Elsevier, v. 309, n. 1-4, p. 109-114, 2010.

LEWIS-JR, W. M.; MORRIS, D. P. Toxicity of nitrite to fish: a review. **Transactions of the American fisheries society**, Taylor & Francis, v. 115, n. 2, p. 183-195, 1986.

LIN, Y.-C.; CHEN, J.-C. Acute toxicity of ammonia on *Litopenaeus vannamei* (boone) juveniles at different salinity levels. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, Elsevier, v. 259, n. 1, p. 109-119, 2001.

MANTEL, L. H.; FARMER, L. L. Osmotic and ionic regulation. **Internal anatomy and physiological regulation**, Academic Press New York, v. 5, p. 53-161, 1983.

MANTHE, D. P.; MALONE, R. F.; KUMAR, S. Limiting factors associated with nitrification in closed blue crab shedding systems. **Aquacultural engineering**, Elsevier, v. 3, n. 2, p. 119-140, 1984.

MARTINS, C.; EDING, E. H.; VERDEGEM, M. C.; HEINSBROEK, L. T.; SCHNEIDER, O.; BLANCHETON, J.-P.; DORBCASTEL, E. R.; VERRETH, J. New developments in recirculating aquaculture systems in europe: A perspective on environmental sustainability. **Aquacultural Engineering**, Elsevier, v. 43, n. 3, p. 83-93, 2010.

MEINELT, T.; KROUPOVA, H.; ST•UBER, A.; RENNERT, B.; WIENKE, A.; STEINBERG, C. E. Can dissolved aquatic humic substances reduce the toxicity of ammonia and nitrite in recirculating aquaculture systems? **Aquaculture**, Elsevier, v. 306, n. 1-4, p. 378-383, 2010.

MOREIRA, G. S.; MCNAMARA, J. C.; SHUMWAY, S. E.; MOREIRA, P. S. Osmoregulation and respiratory metabolism in brazilian *Macrobrachium* (decapoda, palaemonidae). **Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Physiology**, v. 74, n. 1, p. 57-62, 1983.

MOULLAC, G. L.; HAFFNER, P. Environmental factors and effecting immune responses in crustacea. **Aquaculture**, Elsevier, v. 191, n. 1-3, p. 121-131, 2000.

NATAL, R. A. **Transporte pelas Membranas**. Disponível em: <<https://rachacuca.com.br/educacao/biologia/transporte-pelas-membranas/>>. Acesso em 22 de junho de 2018.

NEW, M. B. **Farming freshwater prawns: a manual for the culture of the giant river prawn (*Macrobrachium rosenbergii*)**. [S.l.]: Food & Agriculture Org., 2002.

NEW, M. B. Freshwater prawn farming: global status, recent research and a glance at the future. **Aquaculture research**, Wiley Online Library, v. 36, n. 3, p. 210-230, 2005.

NOGA, E. J. **Fish disease: diagnosis and treatment**. [S.l.]: John Wiley & Sons, 2011.

OSTRENSKY, A.; MARCHIORI, M. A.; POERSCH, L. H. Toxicidade aguda da amônia no processo produtivo de pós-larvas de *Penaeus paulensis* perez-farfante, 1967. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 64, n. 4, p. 383-389, 1992.

PAEZ-OSUNA, F. The environmental impact of shrimp aquaculture: causes, effects, and mitigating alternatives. **Environmental Management**, Springer, v. 28, n. 1, p. 131-140, 2001.

PEQUEUX, A. Osmotic regulation in crustaceans. **Journal of Crustacean Biology**, JSTOR, v. 15, n. 1, p. 1-60, 1995.

RAND, G. M. **Fundamentals of aquatic toxicology: effects, environmental fate and risk assessment**. [S.I.]: CRC Press, 1995.

RAND, G. M.; PETROCELLI, S. R. **Fundamentals of aquatic toxicology: methods and applications**. [S.I.], 1985.

ROMANO, N.; ZENG, C. Changes to the histological gill structure and haemolymph composition of early blue swimmer crab *Portunus pelagicus* juveniles during elevated ammonia-n exposure and the post-exposure recovery. **Aquaculture research**, Wiley Online Library, v. 41, n. 4, p. 468-480, 2010.

ROMANO, N.; ZENG, C. Toxic effects of ammonia, nitrite and nitrate to decapod crustaceans: a review on factors influencing their toxicity, physiological consequences and coping mechanisms. **Reviews in Fisheries Science**, Taylor & Francis, v. 21, n. 1, p. 1-21, 2013.

RUSSO, R. C.; THURSTON, R. V.; EMERSON, K. Acute toxicity of nitrite to rainbow trout (*Salmo gairdneri*): effects of ph, nitrite species, and anion species. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, NRC Research Press, v. 38, n. 4, p. 387-393, 1981.

SANCHEZ, A.; PASCUAL, C.; SANCHEZ, A.; VARGAS-ALBORES, F.; MOULLAC, G. L.; ROSAS, C. Hemolymph metabolic variables and immune response in *Litopenaeus setiferus* adult males: the effect of acclimation. **Aquaculture**, Elsevier, v. 198, n. 1-2, p. 13-28, 2001.

SANTOS, S. C. F.; BRAZAO, C. C.; BALLESTER, E. L. C. Acute toxicity of nitrite to various life stages of the amazon river prawn *Macrobrachium amazonicum*, heller, 1862. **Efeito da amônia e nitrito sobre pós-larvas, juvenis e adultos do camarão-da-amazônia *Macrobrachium amazonicum* (Heller, 1862)**, Universidade Federal do Parana, p. 39, 2017.

SCHRYVER, P. D.; CRAB, R.; DEFOIRDT, T.; BOON, N.; VERSTRAETE, W. The basics of bio-flocos technology: the added value for aquaculture. **Aquaculture**, Elsevier, v. 277, n. 3-4, p. 125-137, 2008.

SHAW, J. The absorption of sodium ions by the craysh, *Astacus pallipes* lereboullet: li. The effect of the external anion. **Journal of experimental biology**, Citeseer, v. 37, n. 3, p. 534-547, 1960.

SMITH, V. H.; TILMAN, G. D.; NEKOLA, J. C. Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. **Environmental pollution**, Elsevier, v. 100, n. 1-3, p. 179-196, 1999.

SOEGIANTO, A.; WINARNI, D.; HANDAYANI, U. S. *et al.* Bioaccumulation, elimination, and toxic effect of cadmium on structure of gills and hepatopancreas of freshwater prawn *Macrobrachium sintangense* (de man, 1898). **Water, Air, & Soil Pollution**, Springer, v. 224, n. 5, p. 1575, 2013.

SPONCHIADO, D. Alterações histológicas nas brânquias do camarão-da-amazônia *Macrobrachium amazonicum* submetidos a diferentes concentrações de amônia total. 2016.

STORMER, J.; JENSEN, F. B.; RANKIN, J. C. Uptake of nitrite, nitrate, and bromide in rainbow trout, (*Oncorhynchus mykiss*): effects on ionic balance. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, NRC Research Press, v. 53, n. 9, p. 1943-1950, 1996.

STRAUS, D. L.; ROBINETTE, H. R.; HEINEN, J. M. Toxicity of un-ionized ammonia and high ph to post-larval and juvenile freshwater shrimp *Macrobrachium rosenbergii*. **Journal of the World Aquaculture Society**, Wiley Online Library, v. 22, n. 2, p. 128-133, 2002.

TAHON, J.; HOOFF, D. V.; VINCKIER, C.; WITTERS, R.; LEY, M. D.; LONTIE, R. The reaction of nitrite with the haemocyanin of *Astacus leptodactylus*. **Biochemical Journal**, Portland Press Limited, v. 249, n. 3, p. 891-896, 1988.

TAVARES-DIAS, M.; BOZZO, F. R.; SANDRIN, S.; FERREIRA, E.; CAMPOS-FILHO, D.; MORAES, F. R. D. *et al.* Células sanguíneas, eletrólitos séricos, relação hepato e esplenossomaca de carpa-comum, *Cyprinus carpio* (*Cyprinidae*) na primeira maturação gonadal. **Acta Scientiarum: Biological Sciences**, p. 73-80, 2004.

THOMPSON, F. L.; ABREU, P. C.; WASIELESKY, W. Importance of biofilm for water quality and nourishment in intensive shrimp culture. **Aquaculture**, Elsevier, v. 203, n. 3-4, p. 263-278, 2002.

THURSTON, R. V.; RUSSO, R. C.; VINOGRADOV, G. Ammonia toxicity to sheets. effect of ph on the toxicity of the unionized ammonia species. **Environmental science & technology**, ACS Publications, v. 15, n. 7, p. 837-840, 1981.

TIMMONS, M. B. Entrepreneurial and economic issues of recirculating aquaculture ventures. In: **Proceedings of the third International conference on recirculating aquaculture (Eds) Libey, GS, Timmons, MB, Flick, GJ, Rakestraw, TT Sea Grant Publication VSG 00**. [S.l.: s.n.], 2002. v. 9.

VALENTI, W. C. Situação atual, perspectivas e novas tecnologias para produção de camarões de água doce. In: **12th Brazilian Symposium of Aquaculture**, 24-28 Jun, Goiania. [S.l.: s.n.], p. 99-106, 2002.

VALENTI, W. C.; MALLASEN, M. Concentrações de amônia, nitrito e nitrato em larvicultura do camarão *Macrobrachium rosenbergii* (De man), realizada em sistema

fechado com água salobra natural e artificial. **Acta Scientiarum. Animal Sciences**, v. 24, n. 1, p. 1185-1189, 2002.

VALENTI, W. C.; TIDWELL, J. H. Economics and management of freshwater prawn culture in western hemisphere. **Shrimp culture: Economics, market, and trade**, Blackwell Science Oxford, p. 263-78, 2006.

VICTOR, B.; NARAYANAN, M.; NELSON, D. J. Gill pathology and hemocyte response in mercury exposed *Macrobrachium idea* (Heller). **Journal of Environmental Biology**, v. 11, n. 1, p. 61-65, 1990.

WANG, W.-N.; WANG, A.-L.; ZHANG, Y.-J.; LI, Z.-H.; WANG, J.-X.; SUN, R.-Y. Effects of nitrite on lethal and immune response of *Macrobrachium nipponense*. **Aquaculture**, Elsevier, v. 232, n. 1-4, p. 679-686, 2004.

WICKINS, J. The tolerance of warm-water prawns to recirculated water. **Aquaculture**, Elsevier, v. 9, p. 19-37, 1976.

XIAN, J.-A.; WANG, A.-L.; YE, C.-X.; CHEN, X.-D.; WANG, W.-N. Phagocytic activity, respiratory burst, cytoplasmic free-c²⁺ concentration and apoptotic cell ratio of haemocytes from the black tiger shrimp, *Penaeus monodon* under acute copper stress. **Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology**, Elsevier, v. 152, n. 2, p. 182-188, 2010.

YU, J.-P.; HIRAYAMA, K. The effect of un-ionized ammonia on the population growth of the rotifer in mass culture* 1, 2. **Bulletin of the Japanese Society of Scientific Fisheries**, v. 52, n. 9, p. 1509-1513, 1986.

ZHANG, Yufan *et al.* Isolated and combined exposure to ammonia and nitrite in giant freshwater prawn (*Macrobrachium rosenbergii*): effects on the oxidative stress, antioxidant enzymatic activities and apoptosis in haemocytes. **Ecotoxicology**, v. 24, n. 7-8, p. 1601-1610, 2015.